花卉植物对 Cd、As、Pb 污染农田的修复及其精油应用

曹斐姝[1,2]，涂春艳[1]，张超兰[3]，吕保樱[4]，朱红祥[1]，宋海农[1]，陈冠益[2]，廖长君[1*]

（1. 广西博世科环保科技股份有限公司，南宁 530007；2. 天津大学 环境科学与工程学院，天津 300072；

3. 广西大学 资源环境与材料学院，南宁 530004；4. 广西科技大学 医学部，广西 柳州 545006）

摘要：为了提升植物修复的经济价值，该文选取了孔雀草、波斯菊和矢车菊三种附加值较高的花卉植物，考察其在广西某矿区 Cd、As、Pb 复合污染农田的修复潜力，测定并分析三种花卉对重金属的富集和转运能力，并从修复后植物的地上部提取精油，研究植物精油对病原菌埃希氏大肠杆菌（*Escherichaia coli*）、金黄色葡萄球菌（*Staphyloccocus aureus*）、伤寒沙门氏菌（*Salmonella typhimurium*）的生长抑制效果，并进一步探索植物精油作为洗手液添加剂的应用能力。结果表明：试验区域内土壤污染严重，Cd、As 全量超过风险管制值，Pb 全量超过风险筛选值，属于 Cd、As、Pb 重度污染。选取的三种花卉植物均可在试验区域较好地生长，其中孔雀草和波斯菊对 Cd、Pb 的富集与转运能力较强，对 As 的富集能力最弱但转运能力较强。相较于孔雀草和波斯菊，矢车菊除对 Cd 的转运能力较强外，对其他重金属的富集和转运能力均较弱。三种植物重金属富集能力大小排序为孔雀草＞波斯菊＞矢车菊，不同花卉对重金属富集偏好顺序依次为 Cd＞Pb＞As。从修复后的植物地上部提取精油进行研究分析发现，孔雀草精油对三种病原菌都具有良好的生长抑制效果（<10 CFU mL^{-1}），且孔雀草体内富集的重金属并未影响精油中的重金属含量。另外，添加了孔雀草精油的洗手液，对金黄色葡萄球菌的生长抑制效果可延长至 480 min。因此，孔雀草不仅可作为重金属复合污染农田的修复植物，并且修复后可从体内提取精油作为抑菌剂。本研究可为修复后重金属富集生物质的新型资源化利用提供理论基础。

关键词：重金属复合污染，农田，植物修复，植物精油，抑菌

中图分类号：Q948　　**文献标识码：**A

Phytoremediation of Cd, As, Pb contaminated farmland by flowers and extracted essential oil application

基金项目：中国博士后科学基金（2020M673549XB）；南宁市优秀青年科技创新创业人才培育项目（RC20180204）；广西重点研发计划（AB18281002）[Supported by China Postdoctoral Science Foundation (2020M673549XB); Nanning Excellent Young Scientist Program (RC20180204); Guangxi Key Research and Development Program (AB18281002)]。

作者简介：曹斐姝（1987-），博士，主要从事土壤生物修复技术研究，(E-mail) feishu.cao@hotmail.com。

[*]**通信作者：**廖长君，博士，高级工程师，主要从事环境修复技术研究，(E-mail) 465274933@qq.com。

CAO Feishu[1,2], TU Chunyan[1], ZHANG Chaolan[3], LÜ Baoying[4], ZHU Hongxiang[1],

SONG Hainong[1], CHEN Guanyi[2], LIAO Changjun[1*]

(1. *Guangxi Bossco Environmental Protection Technology Co. Ltd*, Nanning 530007, China; 2. *College of Environmental Science and Engineering*, *Tianjin University*, Tianjin 300072, China; 3. *College of Resources, Environment and Materials*, *Guangxi University*, Nanning 530004, China; 4. *Medicine College*, *Guangxi Technology University*, Liuzhou 545006, Guangxi, China)

Abstract: To improve the economic value of phytoremediation, three flowers *i.e. Tagetes patula*, *Cosmos bipinnata* and *Centaurea cyanus* were chosen in this study to investigate their remediation and reutilization potentials. The pilot-scale experiments were carried out in Cd, As and Pb contaminated farmland near the mining area in Guangxi. The metal amounts, bioconcentration factor (BCF) and biotranslocation factor (BTF) of the flowers towards Cd, As and Pb were analyzed and calculated. In order to develop a novel reutilization method of the harvested plants, the essential oil was extracted from the biomasses. The antibacterial effects of the oil as well as in the sanitizer were also investigated. The results showed that the studied flowers had good resistance to high-level contamination of Cd, As and Pb in the soil. *Tagetes patula* and *Cosmos bipinnata* extracted higher contents of Cd and Pb from the soil, whilst *Cosmos bipinnata* showed the lowest metal enrichment amounts. These flowers possessed high level of BCFs and BTFs towards Cd, moderate level for Pb, but the lowest level for As. In general, the metal extraction ability of the flowers in descending order was *Tagetes patula* > *Cosmos bipinnata* > *Centaurea cyanus*, and the metal enrichment preference was Cd>Pb>As. Given the high metal accumulation in *Tagetes patula*, no significant amounts of metals were detected in the extracted oil. The *Tagetes patula* oil was found to have a good inhibition effect (<10 CFU mL^{-1}) towards *Escherichaia coli*, *Staphyloccocus aureus* and *Salmonella typhimurium*. It also prolongated the antibacterial effect of the sanitizer as long as 480 min. Therefore, *Tagetes patula* is preferred in the phytoremediation of metal-contaminated farmland. The essential oil extracted from the harvested biomasses can be developed as an antibacterial agent in the future. This study broadens the reutilization potential of harvested plants after the phytoremediation.

Key words: heavy metal contamination, farmland, phytoremediation, essential oil, antibacterial

广西拥有丰富的矿产资源，是我国有色金属矿产资源重要产地之一。然而由于矿业活动

频繁，重金属污染问题尤为突出，特别是刁江流域的南丹县、金城江区和都安瑶族自治县地区，大部分冶炼企业周边土壤中 As、Cd、Pb、Zn 等重金属污染情况严重（周永章等，2005）。土壤中重金属含量超标导致大厂镇、车河镇存在较高生态风险，严重影响农产品质量安全（钟雪梅等，2016）。2016 年 5 月国务院发布《土壤污染防治行动计划》(“土十条”)，明确实施农用地分类管理，按照污染程度将农用地划分为三个等级：轻度、中轻度和重度污染区，根据不同污染区污染程度和特征差异，采取对应的修复策略和修复技术，以保障农业生产环境安全，改善区域土壤环境质量，实现污染农用地的安全利用。相较于传统的物理化学修复方法，植物修复具有成本低、环境友好、土壤扰动小、易于大面积推广等优势，在解决农田污染问题时广受关注（白向玉等，2010；王静和刘如，2019）。

目前研究的重金属修复植物普遍存在经济价值低、生长速度缓慢、生物量低等特点（刘家女等，2006），并且蜈蚣草、东南景天等超积累植物对重金属积累的专一性制约了其在复合重金属污染修复中的应用（陆成云等，2015）。研究表明，紫茉莉、凤仙、金盏菊和蜀葵四种花卉对重金属 Cd、Pb 单一污染及 Cd-Pb 复合污染都表现出较强的耐受性和积累性，当土壤中 Cd 浓度为 100 mg kg^{-1} 时，4 种花卉的地上部重金属含量超过 Cd 超积累植物的临界标准值 100 mg kg^{-1} 两倍以上（刘家女等，2006）。另有研究发现，当土壤中 Pb 浓度为 0~1 000 mg L^{-1} 时，紫茉莉、紫花玉簪和鸭跖草地上部 Pb 含量和富集系数均显著高于其他花卉植物，表现出了较强的重金属积累能力，具备重金属超积累植物的特征（李翠兰等，2010）。花卉作为一种观赏性较强的植物，对重金属具备一定的耐受和富集能力（陆成云等，2015）。利用花卉植物对污染农用地进行种植结构调整，可较好的实现生态环境和经济效益的统一（刘家女，2008；邵泽强等，2010）。因此，对经济价值高、生长速度快的花卉植物进行筛选，考察其对复合重金属的修复能力为本研究的重要目标之一。

然而，植物修复后会产生大量的重金属富集植物生物质，如何对这些生物质进行安全处置是目前植物修复领域面临的共同难题。虽可利用传统方法如焚烧、热解等进行减量化处置，但存在处置费用高、飞灰中重金属超标、二次污染潜在风险大等问题（刘维涛等，2014）。新兴生物质资源化利用技术如植物冶金、热液改质、超临界水技术等，大多处于实验室研究阶段，由于缺乏规模化生产工艺及设备，导致其在应用推广方面受限（李宁等，2005）。植物次生代谢产生的精油含有丰富的化学成分如萜烯类、醇类与酮类等，具有抑菌、抗氧化等效果，已在医药、食品等行业广泛应用（贾会玲等，2018）。精油提取使用的蒸馏法、压榨法、有机溶剂萃取法等，在提取工艺及相关设备方面也已具备产业化条件（王爽等，2020）。然而，环境气候、土壤理化性质、植物本身特性等因素均会影响植物精油质量，尤其作为修

复植物，体内富集的重金属是否影响精油的功能效果目前尚未得知。

因此，本研究根据试验区气候及植物生长条件，选取了生长周期短、花期长、观赏性强且具有药用价值的菊科草本花卉孔雀草（*Tagetes patula*）、波斯菊（*Cosmos bipinnata*）和矢车菊（*Centaurea cyanus*）。首先基于田间试验探索了三种花卉植物对重金属的富集及转运能力，然后从修复后的重金属富集植物体内提取精油，考察精油的重金属含量及抑菌效果，以期为修复后重金属富集植物的资源化利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验地点位于广西南丹县五一矿下游的某废弃农田，试验区河对岸为停产的铅锌选矿厂。根据 2017 年 10 月对该地块的土壤污染调查结果得知，土壤 pH 为 4.45~6.25，呈酸性，土壤质地为粉质黏土，有机质含量为 22.17 mg kg^{-1}。试验区域污染物为 Cd、As、Pb，平均含量为 4.17、686.53、218.70 mg kg^{-1}。参照《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB15618-2018），该区域土壤中 Cd、As 全量超过风险管制值 1.4 倍和 3.6 倍，Pb 全量超过风险筛选值 1.7 倍。

南丹县年平均气温 18.9 ℃，年平均降雨量 1 152.8 mm，属南亚热带山地气候，其特点是气温低、雨量多、光照少、湿度大。植被主要类型如下：原生植被，以天然常绿阔叶林和落叶散生林等 140 多个林种为主；次生植被，主要以生长在常绿阔叶林下或荒地上的各类蕨类植物、藤本植物和草本植物等 190 多个草种为主；人工植被，主要以农作物和杉木、马尾松、油桐、油茶、水果为主，多分布于丘陵、中低山和岩溶洼地地区。

1.2 花卉植物对重金属污染农田的修复试验

1.2.1 试验区划分及样品采集

在废弃农田内选取面积约 2 亩的区域作为试验区，并划分为 3 个小区，每个小区面积约 0.7 亩，根据梅花采样法，对不同小区内的土壤进行采样收集。土壤样采集深度为 0~20 cm，混合后装于塑封袋。孔雀草、波斯菊和矢车菊种子购于瑞尚种业。于 2019 年 4 月中下旬分别种植于 3 个试验小区，间距为 1 m×1 m，施肥及田间管理按照花卉培育习惯。60 d 后，根据前期的土壤采样点，尽量按点对点的方式对花卉进行采样收集，每种花卉处理设置 3 个重复。花卉样品采整株，包括地上部和地下部，采样过程中尽量保证根的完整性，小心抖落土壤后装入塑封袋保存。

1.2.2 样品处理及测定

采集的土壤样品置于干燥通风处自然风干，混合均匀后分别过 20 目筛和 100 目筛保存待测。采用电位法（NY-T 1377-2007）测定土壤 pH，采用重铬酸钾法（GB 9834-1988）测定土壤有机质，采用石墨炉原子吸收分光光度法（GB/T 17141-1997）测定土壤镉、铅全量，采用原子荧光光度法（GB/T 22105.2-2008）测定土壤总砷，采用 DTPA 浸提法（GB/T 23739-2009）测定土壤中有效态镉、铅，采用 NaH_2PO_4 浸提法（DB35/T 1459-2014）测定有效态砷。

采集的花卉样品先用自来水洗去尘土和夹杂物，再用去离子水清洗 3 次以上。然后置于 105 ℃恒温烘箱杀青 1 h，接着 60 ℃烘干至恒重后置干燥皿内冷却。分别取样品地上和地下部，粉碎研磨过 100 目筛，混匀后贮于试样瓶中待用（刘家女等，2007）。花卉样品重金属累积量参照食品中重金属的测定方法，即采用石墨炉原子吸收光谱法测定镉和铅（GB5009.15 -2014、GB5009.12-2017），采用电感耦合等离子质谱仪法测定砷（GB 5009.11-2014）（徐蒙蒙，2018）。

1.2.3 土壤污染程度评价

土壤污染程度评价采用单项污染指数法，反应污染物超标倍数和污染程度。计算公式如下：

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad (1)$$

式中：P_i 为土壤中重金属 i 的单项污染指数；C_i 为土壤中重金属 i 的全量（$mg\ kg^{-1}$）；S_i 为《食用农产品产地环境质量评价标准》（HJ 332-2006）中的土壤环境质量评价指标限值（$mg\ kg^{-1}$）。当 $P_i \leq 0.7$ 时，污染等级为 1，表示土壤清洁；$0.7 < P_i \leq 1.0$ 时，污染等级为 2，表示土壤尚清洁；$1.0 < P_i \leq 2.0$ 时，污染等级为 3，表示土壤轻度污染；$2.0 < P_i \leq 3.0$，污染等级为 4，表示土壤中度污染；$P_i > 3.0$，表示土壤重度污染，且 P_i 越大表明污染越严重（曲豪杰等，2020）。

1.2.4 植物修复能力评价

通过计算植物转运系数（BTF）和富集系数（BCF）可定量评价植物修复能力。BTF 表示植物从地下部向地上部转运重金属的能力；植物富集系数表明植物从周围环境中积累金属到组织中的效率（Stoltz & Greger, 2002；曲豪杰等，2020）。植物转运和富集系数计算公式如下（路畅等，2010）：

$$\text{植物转运系数（BTF）} = \frac{\text{地上部重金属累积量}}{\text{地下部重金属累积量}} \quad (2)$$

$$植物地上/地下部富集系数（BCF）=\frac{地上/地下部重金属累积量}{土壤重金属累积量} \quad (3)$$

式中的重金属累积量单位为 mg kg^{-1}。

1.3 植物精油提取及应用性能测试

1.3.1 精油提取

收集的花卉地上部采用水蒸气蒸馏法提取精油。准确称取 150 g 花卉植物茎叶，剪碎并置于 1 000 mL 圆底烧瓶中，加入 500 mL 去离子水浸没剪碎的原料。180 ℃下恒温加热，在第一滴挥发油滴出时开始计时，沸腾 2 h 后，结束蒸馏。停止加热后，将收集到的挥发油静置 1 h，待油水分离后，收集油水分离器中上层液体即粗油。向粗油中加入无水硫酸钠，除去残余水分。利用减压蒸馏装置将干燥后的粗油进行浓缩，直到蒸馏瓶中液体不再变化时，蒸馏瓶中所得液体即为提取的精油（李健等，2010）。精油中重金属含量测定方法参照食品中重金属测定方法（具体见 1.2.2）。

1.3.2 精油抑菌性能测试

提取后精油的抑菌性能测试采用平板计数法（胡文杰等，2019）。接种环分别取埃希氏大肠杆菌（*Escherichaia coli*）、金黄色葡萄球菌（*Staphyloccocus aureus*）、伤寒沙门氏菌（*Salmonella typhimurium*），划线接种于经灭菌的营养琼脂培养基斜面试管中，接种完成的试管用胶塞封口并用封口膜密封，于 36 ℃生化培养箱中培养 48 h。分别按说明书配制三种菌对应的培养基：MCA 培养基（大肠杆菌）、BP 培养基（金黄色葡萄球菌）、BS 培养基（伤寒沙门氏菌），以每个培养皿含 10~15 mL 培养基。每种菌用接种环各取 1~2 环，分别接种至含有 10 mL 灭菌生理盐水无菌试管中，混匀后按 10^3、10^4、10^5 倍梯度稀释。每种菌液按相同稀释梯度设置精油和无菌水两个处理，即在冷却后培养基中分别加入 0.1 mL 菌液与 0.2 mL 精油，涂抹均匀，并设置空白对照（无菌水）（王晓飞，2005）。接种好的培养皿在生化培养箱中 36 ℃倒置培养 24 h 后，利用细菌平板菌落计数法进行菌落计数。

1.3.3 精油抑菌应用效果测试

取 0.8 mL 精油作为辅料加入 200 g 无抑菌效果洗手液中，以无抑菌效果洗手液作为空白对照，无抑菌效果洗手液均经过 121 ℃，15 min 灭菌处理。将试验处理样品置于敞开空气中，每 120 min 取 1~2 g 样品，持续 480 min 取样分析。选取稀释度为 10^4 的菌液进行抑菌活性实验，即取 0.2 mL 洗手液样品与 0.1 mL 金黄色葡萄球菌菌液混合均匀涂布于培养基上，培养 24 h 后，按照细菌平板菌落计数法进行菌落计数。实验重复三次，结果取平均值。

1.4 数据分析与处理

实验数据利用 SPSS16.0 软件进行单因素方差（ANOVA）和最小显著差数法（LSD）对数据进行分析和显著性检验（P<0.05）。

2 结果与分析

2.1 试验区土壤重金属污染情况

3 个小区的土壤 pH 为 5.6~5.8，有机质平均含量为 25.5 g kg^{-1}。如表 1 所示，土壤中 Cd、As、Pb 全量分别为 4.82、685.60、246.89 mg kg^{-1}，有效态分别为 2.56、20.96、62.93 mg kg^{-1}。其中，有效态 Cd、Pb 占其全量的比例较高，分别为 53%、25%。由表 1 可知，土壤中各重金属有效态与其全量并非呈正比关系。根据重金属全量的均值计算单项污染指数，结果表明，花卉种植区域中 Cd、As、Pb 的 P_i 值均≥3.0，达到重度污染水平。其中，As 的污染指数 P_i 值最高，为 17，表明试验区域土壤 As 污染最严重。

表 1 花卉种植小区土壤理化性质

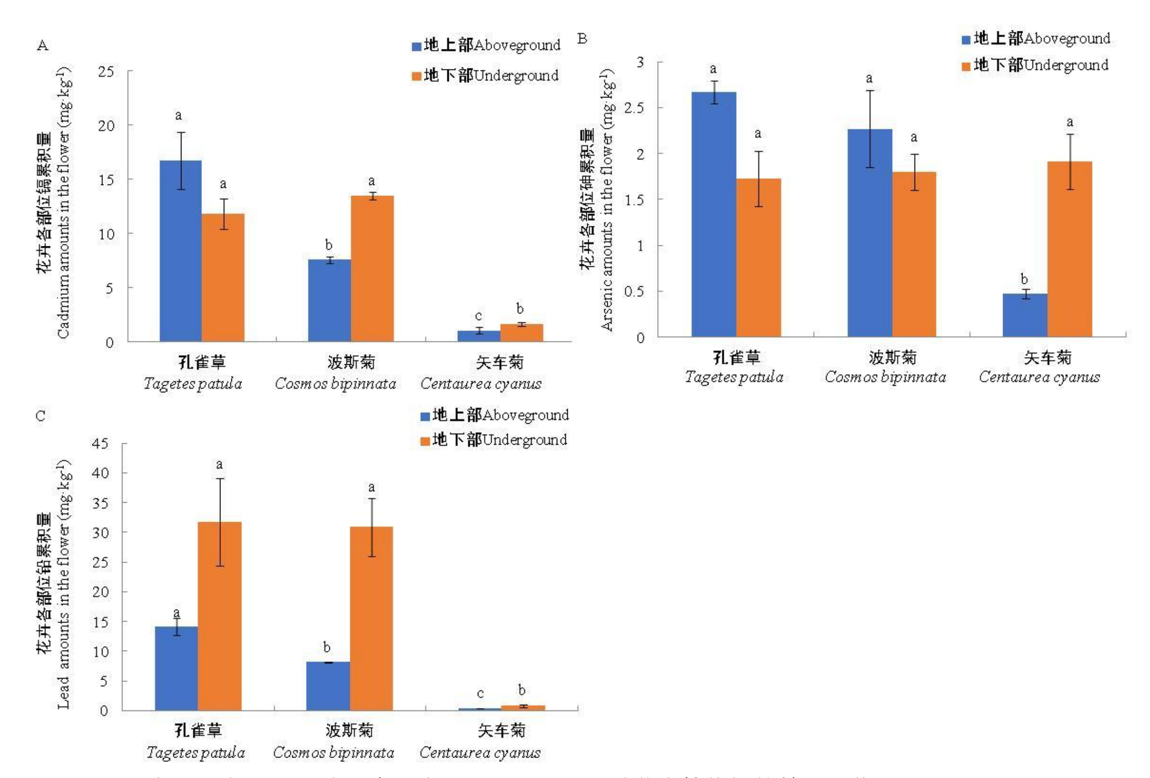
Table 1 Soil characteristics in the experimental areas

项目 Item	pH	有机质 Organic matter (mg kg^{-1})	全氮 Total nitrogen (mg kg^{-1})	有效磷 Available phosphorous (mg kg^{-1})	土壤重金属含量 Heavy metal content in soil（mg kg^{-1}） Cd		As		Pb	
					全量 Total	有效态 Bioavailable	全量 Total	有效态 Bioavailable	全量 Total	有效态 Bioavailable
孔雀草种植区 *Tagetes patula* area	5.65±0.2	25.7±1.2	1.95±0.5	12.1±2.3	4.81±0.3	2.51±0.7	686.01±27.5	21.76±6.5	251.67±38.1	62.4±11.9
波斯菊种植区 *Cosmos bipinnata* area	5.65±0.1	25.7±2.2	2.12±0.9	14±2.4	4.90±0.6	2.70±0.8	687.67±48.9	20.53±7.8	247.33±27.5	63.6±15.6
矢车菊种植区 *Centaurea cyanus* area	5.72±0.1	25.1±2.3	2.22±0.8	16.2±2.6	4.76±0.3	2.48±0.7	683.12±37.3	20.58±6.8	241.67±27.8	62.8±12.3
均值 Mean	5.67	25.5	2.10	14.1	4.82	2.56	685.60	20.96	246.89	62.93
单项污染指数 Single pollution index (*Pi*)					16	-	17	-	3	-

2.2 试验区花卉植物修复能力

2.2.1 花卉地上/地下部重金属累积量

由图 1 可知，不同花卉地上、地下部对重金属 Cd、As、Pb 的累积量不同（P<0.05）。孔雀草地上部对 Cd、As、Pb 三种重金属的累积量最高，其中对 Cd 和 Pb 的累积量达到 14 mg·kg^{-1} 以上；其次为波斯菊地上部，对 Cd 和 Pb 的累积量分别为 7.57 和 8.2 mg·kg^{-1}；矢车菊地上部对三种重金属的累积能力最弱，累积量分别在 1 mg·kg^{-1} 左右。三种花卉地下部对 Pb 的累积量最高，其中孔雀草、波斯菊地下部的累积量达到 30 mg·kg^{-1} 以上；其次为 Cd，波斯菊和孔雀草地下部的 Cd 累积量约为 12 mg·kg^{-1}；对 As 的累积量最低，约为 1.75 mg·kg^{-1} 左右。综上，不同花卉对三种重金属的累积量大小依次为孔雀草＞波斯菊＞矢车菊，其中孔雀草和波斯菊对 Cd、Pb 的积累量较高。



A. 镉；**B**. 砷；**C**. 铅。不同小写字母表示同一处理下三种花卉植物间的差异显著（P<0.05）。
A. Cd; **B**. As; **C**. Pb. Different lowercase letters indicate significant differences among three flowers under the same treatment (P<0.05).

图 1 不同花卉地上、地下部中重金属累积量

Fig. 1 Heavy metal amounts in the above-/underground parts of the flowers

2.2.2 植物对重金属的转运和富集能力

如表 2 所示，三种花卉对 Cd、As、Pb 的富集能力具有显著性差异（P<0.05），且富集系数越大，表明植物对重金属的富集能力越强。由表 2 可知，孔雀草和波斯菊对 Cd 的富集能力较强（BCF＞1），其中孔雀草地上、地下部对 Cd 的 BCF 均在 2 以上，表明孔雀草对 Cd 的富集能力最强；除波斯菊地上部对 Pb 的 BCF 大于 1 以外，其他均小于 0.2，表明仅波斯菊地上部对 Pb 的富集能力较强；三种花卉地上、地下部对 As 的 BCF 均在 0.01 以下，表明三种花卉对 As 的富集能力最弱。矢车菊对三种重金属的 BCF 均小于 0.5，说明矢车菊对重金属的富集能力最弱。因此，三种花卉重金属富集能力大小排序为孔雀草＞波斯菊＞矢车菊。

植物转运系数越大表示植物将重金属从根部向地上部的转运能力越强（Stoltz & Greger，2002）。由表 2 可知，重金属转运系数随植物种类和重金属类型不同而变化。孔雀草对各重金属转运系数的大小顺序为 As＞Cd＞Pb，其中 Cd、As 的转运系数均大于 1，表示孔雀草对 Cd、As 有较强的转运能力；波斯菊对各重金属转运系数的大小顺序为 As＞Cd＞Pb，其中仅 As 的转运系数大于 1，表示波斯菊对 As 有较好的转运能力；矢车菊对三种重金属的转运系数皆小于 1，表明矢车菊对三种重金属转运能力较弱。另外，三种植物对 Pb 的转运系

数皆在 0.5 左右及以下，说明所选花卉植物对 Pb 的转运能力相对较弱。因此，三种花卉对重金属的转运能力大小排序为孔雀草＞波斯菊＞矢车菊。

表 2 花卉对重金属的转运和富集系数

Table 2 Bioconcentration and biotranslocation factors of heavy metals in flowers

指标 Indicator		花卉种类 Flower type		
		孔雀草 *Tagetes patula*	波斯菊 *Cosmos bipinnata*	矢车菊 *Centaurea cyanus*
地上部富集系数 Aboveground bioconcentration factor	Cd	3.46±0.31a	1.58±0.04b	0.22±0.01c
	As	0.01±0.00d	0.01±0.00d	0.01±0.00d
	Pb	0.06±0.01c	1.57±0.12b	0.01±0.00d
地下部富集系数 Underground bioconcentration factor	Cd	2.45±0.12a	2.80±0.30a	0.34±0.02c
	As	0.01±0.00d	0.01±0.00d	0.01±0.00d
	Pb	0.13±0.01c	0.13±0.01c	0.01±0.00d
植物转运系数 Biotranslocation factor	Cd	1.41±0.03a	0.56±0.01b	0.64±0.01b
	As	1.58±0.02a	1.29±0.02a	0.24±0.00b
	Pb	0.47±0.01b	0.27±0.01b	0.51±0.01b

注：不同小写字母表示同一处理下三种花卉植物间的差异显著（$P<0.05$）。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences among three flower plants under the same treatment ($P<0.05$).

2.3 精油抑菌性能分析

同时对三种植物进行精油提取试验，结果显示仅孔雀草茎叶可提取精油，因此后续试验以孔雀草精油为研究对象开展。孔雀草精油中重金属含量测定结果如表3所示。由表3可知，孔雀草精油中重金属基本未检出，表明植物体内累积的重金属并未影响精油中的金属含量。

表 3 孔雀草精油中重金属含量

Table 3 Heavy metal content in essential oil extracted from *Tagetes patula*

处理 Treatment	重金属含量 Heavy metal content（mg g^{-1}）		
	Cd	As	Pb
空白组（超纯水） Blank group(Ultrapure water)	ND	8×10^{-5}	6.3×10^{-4}
实验组（孔雀草精油） Experiment（*Tagetes patula* essential oil）	ND	ND	5.9×10^{-4}

注：ND 表示没有检出。

Note: ND means not determined.

孔雀草精油对埃希氏大肠杆菌、金黄色葡萄球菌、伤寒沙门氏菌的抑菌效果见表 4。由表 4 可知，未经涂布的空白培养基无菌落生长，表明实验过程未引入外源杂菌。随菌液稀释浓度的增加，对照组（无菌水）中三种细菌的菌落数逐渐减少；在菌液稀释倍数最低时（10^3），对照组中三种细菌的菌落数均>100 CFU mL^{-1}，而实验组（孔雀草精油）中的菌落数均<10 CFU mL^{-1}，表明孔雀草精油对三种病原菌的生长活性均具有显著的抑制效果。

表 4 孔雀草精油抑菌效果

Table 4 Antibacterial effect of essential oil extracted from *Tagetes patula*

菌液稀释倍数 Bacterial suspension dilution factor	处理 Treatment	菌落计数 Colony count (CFU mL^{-1})		
		埃希氏大肠杆菌 *Escherichaia coli*	金黄色葡萄球菌 *Staphyloccocus aureus*	伤寒沙门氏菌 *Salmonella typhimurium*
10^3	空白 Blank	<1	<1	<1
	无菌水 Sterilized water	>100	>100	>100
	孔雀草精油 *Tagetes patula* essential oil	<10	<10	<10
10^4	无菌水 Sterilized water	20	80	>100
	孔雀草精油 *Tagetes patula* essential oil	<10	<10	<10
10^5	无菌水 Sterilized water	<10	<10	>100
	孔雀草精油 *Tagetes patula* essential oil	<10	<10	<10

2.4 精油应用性能分析

选用金黄色葡萄球菌考察孔雀草精油作为洗手液抑菌添加剂的应用效果，结果如表 5 所示。在 480 min 的放置时间内，空白组与实验组中的菌落数均呈现上升的趋势，其中空白对照组的菌落数由 53±5 CFU mL^{-1} 增加至 1 036±25 CFU mL^{-1}；而添加孔雀草精油的实验组中，虽然菌落个数由初始值 4±2 CFU mL^{-1} 增加至 86±9 CFU mL^{-1}，但数量明显低于空白对照组。因此，将孔雀草精油添加到洗手液后，有助于延长洗手液抑菌效果的持续时间。

表 5 孔雀草精油应用效果

Table 5 Application of *Tagetes patula* essential oil

试验处理 Treatment	金黄色葡萄球菌菌落计数 *Staphyloccocus aureus* colony count (CFU mL^{-1})			
	120 min	240 min	360 min	480 min
空白组 Blank group	53±5	127±10	463±22	1 036±25
孔雀草精油 *Tagetes patula* essential oil	4±2	13±5	58±12	86±9

3 讨论

3.1 花卉植物的重金属修复能力

本实验选取的三种花卉植物均可在 Cd、As、Pb 重度污染土壤上较好的生长，说明其对 Cd、As、Pb 复合污染土壤具有较强的耐受性。植物对重金属的耐受机制包括对重金属的解毒和转运两大作用体系，其中对重金属的解毒主要通过螯合、硫代谢响应、抗氧化等作用实现（张军和束文圣，2006）。植物体对重金属的转运源自于其根部细胞组织与重金属结合位点的相似性，重金属以化合物形式进入植物根部，受蒸腾作用影响，重金属化合物由地下部转移至地上部（Chaney et al., 1997）。孔雀草植物细胞内的巯基化合物对重金属 Cd 有很强的亲和力，形成 Cd-低分子巯基化合物复合体，从而减少胞质中游离的重金属，并以 Cd-SH 形式运输到液泡中进行区室化，降低重金属对孔雀草的毒性（韩淑梅，2018；王明新等，2014）。波斯菊在重金属 Cd 的胁迫下，体内超氧化物歧化酶（SOD）活性提高，提升了活性氧的清除效率，从而避免产生过氧化伤害，增强了波斯菊对 Cd 胁迫的耐受性能（刘翰升等，2020）。

由实验结果可知，三种花卉对重金属对 Cd、As、Pb 富集和转运能力均不同，其中孔雀草和波斯菊对 Cd、Pb 的累积量较高，矢车菊对三种重金属的富集与转运能力最低，该结论与蒋兴一等（2017）的结果一致。影响植物吸收累积重金属的因素主要包括土壤条件、重金属形态、其他元素的协同/拮抗作用和植物种类等。根据 BCR 形态分析方法，土壤重金属形

态主要有弱酸提取态、碳酸盐结合态、铁锰氧化态和残渣态，其中，能被生物吸收利用或产生毒害效应的形态（有效态）主要指弱酸提取态和碳酸盐结合态（李亮亮等，2008；周卫红等，2017）。相同总量的重金属形态分布不同，其生物效应和环境效应差异很大（王莹雪等，2014）。本研究中，虽然土壤中重金属 Pb 的总量超过 Cd 近 60 倍，但 Cd 有效态的占比高于 Pb 有效态的占比。除波斯菊地上部以外，不同花卉地上、地下部对 Cd 的累积量均大于 Pb 的累积量，表明三种花卉对重金属的累积量与重金属有效态有一定关系。目前对重金属 Cd 和 Pb 相互作用的研究认为，土壤 Cd 会降低植物对 Pb 的吸收，但土壤 Pb 可促进植物对 Cd 的吸收。由于 Pb 的高电负性，易与土壤中的 Fe、Al、Mn 氧化物形成共价键，导致土壤中的 Pb 很难被植物吸收（杨小琴，2008）。

孔雀草地上、地下部对 Cd 富集系数均高于 2，表明孔雀草对 Cd 有很强的富集作用。孔雀草根部内生细菌在生长代谢过程中可产生多种琥珀酸、草酸等有机酸，活化土壤中的 Cd，进而增加孔雀草对 Cd 的吸收（张萌萌，2020）。本研究中，三种花卉植物对 As 的富集系数较低（<0.1），可能与土壤中 P（V）的互相拮抗作用相关。植物在有氧条件下，主要以主动吸收的方式从土壤中吸收 As（V），并且可能与 P（V）共用同一个吸收系统（Meharg & Macnair, 1990）。因此，植物能够通过增加体内的磷含量，从而抑制对 As 的吸收（Meharg & Macnair, 1991）。

不同种类植物在重金属胁迫条件下，发育情况也会受到影响。孔雀草幼苗随土壤中 Pb 含量的升高，根冠比逐渐下降，根长变短（杨小琴，2008）。随着土壤中 Cd 质量浓度的增加，波斯菊的根长、芽长和根表面积、根体积均呈先上升后下降的变化趋势（刘翰升等，2020）。植物修复过程中，植物地上部对污染物积累和去除较为重要，根冠比越小越利于地上部生物量的积累，并有利于污染物的去除。据此推断，土壤重金属含量对试验花卉的发育情况也有所影响，从而导致生物量、根冠比等发生变化，造成花卉对重金属的富集能力也随之波动。低浓度 Cd 污染水平（< 40 mg kg^{-1}）有利于百日草、万寿菊、矢车菊的生长，随着土壤 Cd 浓度水平的增加（5~80 mg kg^{-1}），3 种植物对土壤 Cd 的富集量与 Cd 污染水平呈正相关（蒋兴一等，2017）。

3.2 修复后花卉植物的再利用潜力

植物精油是从植物花、叶、茎、根、果实等部位中提取的一类具有较强挥发性的植物次生代谢产物，一般由小分子、萜烯类、醇类、醛酮类等物质组成（李亚茹等，2014）。本研究对修复后的三种花卉植物进行精油提取试验，发现孔雀草茎叶可提取精油，且精油中基本未检出重金属。对提取出的孔雀草精油进行组分分析，其中主要成分为萜品油烯、3-甲基

-6-(1-甲基乙亚基)环己-2-烯-1-酮、右旋柠檬烯、反式-β -罗勒烯、(Z)-罗勒烯酮、(E)-罗勒烯酮、石竹烯、胡椒酮等（王云龙等，2019），表明孔雀草体内积累的重金属并未影响精油的重金属含量，可进一步安全利用。由实验结果可知，提取出的孔雀草精油对埃希氏大肠杆菌、金黄色葡萄球菌、伤寒沙门氏菌均具有很好的抑菌效果，且可作为洗手液的抑菌添加剂延长其抑菌效果。植物精油抑制微生物活性的机制包括：（1）改变微生物细胞和菌丝体的形态结构和组成，造成细胞不可逆的损伤，诱发菌丝体溶解，最终导致微生物死亡；（2）降低或抑制分生孢子的产生和萌发，降低或阻断病菌后代的毒性（贾会玲等，2018）。孔雀草精油成分中的萜烯类物质能够降低细菌细胞内氧化反应平衡，从而影响核酸修复，最终导致细胞死亡（李亚茹等，2014）。另外，孔雀草根系能分泌具有杀线虫活性的物质 α-三噻吩，可作为间套种植物防治线虫（Evenhuis et al., 2004），且易与其他农作物配置高矮秆间作体系，增加作物群体的光能利用效率（苗欣宇和李潇，2019）。因此，修复后的孔雀草可作为天然植物精油提取原材料，未来还可从中分离纯化抑菌活性物质，不仅能丰富植物精油的来源，又能开创农作物病害生物防治的新途径（贾会玲等，2018；胡文杰等，2019）。

因此，选择合适的花卉植物对重度污染农用地进行修复，在达到修复污染土壤目的的同时，可与农村生态旅游业和服务业相结合，保障重金属污染农田的经济收益，实现污染土壤的减量修复与创收双赢的新修复模式（白向玉等，2009；周霞等，2012；陈进，2017）。

4 结论

本研究考察了孔雀草、波斯菊和矢车菊三种花卉植物在 Cd、As、Pb 重度污染农田的修复能力，并探索了修复后花卉植物的应用潜力。主要结论如下：

（1）三种花卉植物均可在重度污染农田正常生长，并对重金属具有一定的富集作用，富集能力大小综合排序为孔雀草＞波斯菊＞矢车菊，富集量大小为 Cd＞Pb＞As；（2）孔雀草对 Cd 和 As 的转运系数均大于 1，波斯菊对 As 的转运系数大于 1，矢车菊对三种重金属的转运能力均小于 1；（3）修复后的孔雀草茎叶可用于提取植物精油，且精油中重金属含量与植物体内重金属富集量无关；（4）孔雀草精油对埃希氏大肠杆菌、金黄色葡萄球菌、伤寒沙门氏菌均具有良好的抑菌效果，添加至洗手液中有助于提高其抑菌长效性。

参考文献：

BAI XY, LIU HH, HU JJ, et al., 2009. Research progress and development trend of flower phytoremediation technology for heavy metal contaminated soil[J]. Anhui Agric Sci, 37(18):

8672-8674. [白向玉，刘汉湖，胡佳佳，等，2009. 重金属污染土壤的花卉植物修复技术研究进展及发展趋势[J]. 安徽农业科学，37（18）：8672-8674.]

BAI XY, HAN BP, LIU HH, et al., 2010. Development of phytoremediation of flower plants on heavy metals pollution[J]. J Xuzhou Inst Technol (Nat Sci Ed), 25(3): 56-60. [白向玉，韩宝平，刘汉湖，等，2010. 花卉植物修复重金属污染技术的国内外研究进展[J]. 徐州工程学院学报（自然科学版），25（3）：56-60.]

CHANEY RL, MALIK M, LI YM, et al., 1997. Phytoremediation of soil metals[J]. Curr Opin Biotechnol, 8(3): 279-284.

CHEN J, 2017. Research status and trends of restoring soil with flower plants[J]. South Chin Agric, 11(20): 41-42. [陈进，2017. 利用花卉植物修复土壤的研究现状及趋势[J]. 南方农业，11（20）：41-42.]

EVENHUIS A, KORTHALS GW, MOLENDIJK LPG, 2004. *Tagetes patula* as an effective catch crop for long-term control of *Pretylenchus pentrans*[J]. Nematology, 6: 877-881.

HAN SM, CHEN GC, HOU SS, et al., 2018. Response of low molecular mass thiols to heavy metal Cadmium in *Tagetes patula* L.[J]. Seed, 37(10): 36-40. [韩淑梅，陈贵川，侯双双，等，2018. 孔雀草体内低分子质量巯基化合物对重金属镉的响应[J]. 种子，37（10）：36-40.]

HU WJ, DAI CH, ZHOU ST, 2019. Research on major constituents, bacteriostatic effect and antibacterial mechanism of fractions from *Cinnamomum longepaniculatum* leaves essential oils and its major monomer components[J]. Anhui Agric Sci Bull, 25(15): 14-19. [胡文杰，戴彩华，周升团，2019. 油樟叶精油馏分的主要成分，抑菌活性及其主要单体成分抑菌机理研究[J]. 安徽农学通报，25（15）：14-19.]

JIA HL, HAN SS, HUANG XD, et al., 2018. Advances in antifungal activity of plant essential oil against plant pathogens[J]. Chin Wild Plant Res, 37(6): 47-52. [贾会玲，韩双双，黄晓德，等，2018. 植物精油对植物病原菌的抑菌活性研究进展[J]. 中国野生植物资源，37（6）：47-52.]

JING XY, LI JJ, QIAN ML, 2017. Experimental study on three species of herbaceous plant remediation of heavy metal Cd[J]. Sichuan Environ, 36(5): 29-33. [蒋兴一，李景吉，钱美玲，2017. 三种菊科草本植物对重金属 Cd 污染土壤的修复效应实验研究[J]. 四川环境，36（5）：29-33.]

LI CL, SHAO ZQ, WANG YJ, et al., 2010. Enrichment characteristics of Pb by several kinds of

ornamental plants[J]. J Soil Water Conserv, 24(4): 127-130. [李翠兰，邵泽强，王玉军，等，2010. 几种花卉植物对铅富集特征的研究[J]. 水土保持学报，24（4）：127-130.]

LI J, SONG SD, LIU N, et al., 2010. Extraction and chemical composition analysis of essential oil from marigold leaves[J]. Food Sci, 31(18): 359-362. [李健，宋帅娣，刘宁，等，2010. 万寿菊叶精油的提取及化学成分分析[J]. 食品科学，31（18）：359-362.]

LI LL, ZHANG DG, LI TL, et al., 2008. The extractants selection of bioavailable heavy metals in the soil[J]. Soil, 40(5): 819-823. [李亮亮，张大庚，李天来，等，2008. 土壤有效态重金属提取剂选择的研究[J]. 土壤，40（5）：819-823.]

LI N, WU LH, SUN XF, et al., 2005. Techniques for disposal or reuse of phytoremediating plants-present and future[J]. Soils, (6): 587-592. [李宁，吴龙华，孙小峰，等，2005. 修复植物产后处置技术现状与展望[J]. 土壤，（6）：587-592.]

LI YR, ZHOU LY, LI SR, et al., 2014. Antibacterial activity and mechanism of action of plant essential oils and their main components from fruits and vegetables: A Review[J]. Food Sci, 35(11): 325-329. [李亚茹，周林燕，李淑荣，等，2014. 植物精油对果蔬中微生物的抑菌效果及作用机理研究进展[J]. 食品科学，35（11）：325-329.]

LIU JN, 2008. Identification and chemical enhancement of cadmium hyperaccumulators from ornamental plants and their chemical enhancement techniques[D]. Shenyang: Northeastern University. [刘家女，2008. 镉超积累花卉植物的识别及其化学强化[D]. 沈阳：东北大学.]

LIU JN, ZHOU QX, SUN T, et al., 2007. Feasibility of applying ornamental plants in contaminated soil remediation[J]. Chin J Appl Ecol, 18(7): 1617-1623. [刘家女，周启星，孙挺，等，2007. 花卉植物应用于污染土壤修复的可行性研究[J]. 应用生态学报，18（7）：1617-1623.]

LIU JN, ZHOU QX, SUN T, 2006. Growing responses and hyperaccumulating characteristics of three ornamental plants to Cd-Pb combined pollution[J]. Acta Sci Circum, (12): 2039-2044. [刘家女，周启星，孙挺，2006. Cd-Pb 复合污染条件下 3 种花卉植物的生长反应及超积累特性研究[J]. 环境科学学报，（12）：2039-2044.]

LIU HS, ZHAO CL, LIU Y, et al., 2020. Seed germination, seedling tolerance and enrichment effect of *Cosmos bipinnata* under cadmium stress [J]. J Henan Agric Sci, 49(5): 126-133. [刘翰升，赵春莉，刘玥，等, 2020. Cd 胁迫对波斯菊种子萌发，幼苗耐性及富集的影响[J]. 河南农业科学，49（5）：126-133.]

LIU WT, NI JC, ZHOU QX, et al., 2014. Research progress of disposal technology for heavy metal-enriched plant biomass[J]. J Agric Environ Sci, 33(1): 15-27. [刘维涛，倪均成，周启星，等，2014. 重金属富集植物生物质的处置技术研究进展[J]. 农业环境科学学报，33（1）：15-27.]

LU C, WANG YH, YANG JW, 2010. Soil heavy metal pollution and dominant plants selection in Pb-Zn mining areas of Guangxi[J]. Chin J Soil Sci, 41(6): 1471-1475. [路畅，王英辉，杨进文，2010. 广西铅锌矿区土壤重金属污染及优势植物筛选[J]. 土壤通报，41（6）：1471-1475.]

LU CY, LI X, WANG DW, et al., 2015. Research status and developmental potential of flower remediation technology for polluted environment[J]. Acta Agric Jiangxi, 27(2): 49-53. [陆成云，黎霞，王代旺，等，2015. 花卉修复污染环境的研究现状及发展潜力[J]. 江西农业学报，27（2）：49-53.]

MEHARG AA, MACNAIR MR, 1990. An altered phosphate uptake system in arsenate-tolerant *Holcus lanatus* L.[J]. New Phytol, 116: 29-35.

MEHARG AA, MACNAIR MR, 1991. The mechanisms of arsenate tolerance in *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv and *Agrostis capillaris* L. adaption of the arsenate uptake system[J]. New Phytol, 119: 291-297.

MIAO XY, LI X, 2019. Phytoremediation for co-contaminated soils of cadmium and polychlorinated biphenyls using ornamental plant *Tagetes patula*[J]. Sci Technol Eng, 19(18): 361-368. [苗欣宇，李潇，2019. 孔雀草修复重金属-多氯联苯复合污染土壤的实验研究[J]. 科学技术与工程，19（18）：361-368.]

QU HJ, ZHANG HD, TAN ZC, et al., 2020. The remediation potential of *Quercus nuttallii* and *Quercus phellos* to heavy metal polluted soil in lead-zinc mining area: A field test[J]. Acta Ecol Sin, 40(19): 6969-6981. [曲豪杰，张涵丹，谭志超，等，2020. 纳塔栎和柳叶栎对铅锌矿区污染土壤的修复潜力分析：田间试验[J]. 生态学报，40（19）：6969-6981.]

SHAO ZQ, LI CL, ZHANG PJ, 2010. Present situation and outlook on remediation of lead contaminated soils using flower plants[J]. Environ Sci Manag, 35(9): 23-25. [邵泽强，李翠兰，张晋京，2010. 花卉植物修复铅污染土壤的研究现状及展望[J]. 环境科学管理，35（9）：23-25.]

STOLTZ E, GREGER M, 2002. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four

wetland plant species growing on submerged mine tailings[J]. Environ Exp Bot, 47: 271-280.

WANG J, LIU R, 2019. Advances in phytoremediation of heavy metal contaminated soils[J]. Anhui Agric Sci Bull, 25(16): 110-112. [王静，刘如，2019. 植物修复重金属污染土壤的研究进展[J]. 安徽农学通报，25（16）：110-112.]

WANG MX, CHEN YH, BAI X, et al., 2014. Cd stress, accumulation and distribution characteristics in *Tagetes patula* L.[J]. Environ Chem, 33(11): 1878-1884. [王明新，陈亚慧，白雪，等，2014. 孔雀草对镉胁迫的响应及其积累与分布特征[J]. 环境化学，33（11）：1878-1884.]

WANG S, WANG HB, WENG YQ, et al., 2020. Analysis on extraction, refining and remanufacturing of plant essential oil[J]. New Technol Prod Chin, (2): 60-62. [王爽，王慧宾，翁雅青，等，2020. 浅析植物精油的提取与精炼再制造[J]. 中国新技术新产品，（2）：60-62.]

WANG XF, 2005. Resource potential analysis of ornamaentals applied in contaminated soil remediation[D]. Shenyang: Graduate School of Chinese Academy of Sciences. [王晓飞，2005. 花卉植物在污染土壤修复中的资源潜力分析[D]. 沈阳：中国科学院沈阳应用生态研究所.]

WANG YL, SU LM, GUO RC, et al., 2019. Study on the composition and bacteriostatic effect of essential oil of *Malachia oleracea*[J]. Chem Eng Des Comm, 45(7): 167-169. [王云龙，苏丽梅，郭荣灿，等，2019. 孔雀草精油成分及其抑菌效果研究[J]. 化工设计通讯，45（7）：167-169.]

WANG YX, PENG ZH, ZHANG L, et al., 2014. Study on bioaccumulation characteristics of heavy metals in plants based on extractable heavy metals in soil[J]. J Henan Agric Sci, 43(7): 60-63. [王莹雪，彭重华，张丽，等，2014. 基于土壤重金属有效态的植物重金属富集特性研究[J]. 河南农业科学，43（7）：60-63.]

XU MM, 2018. Research of risk control technology on heavy metal contaminated farmland[D]. Nanning: Guangxi University. [徐蒙蒙，2018. 多金属重度污染农田风险管控技术研究[D]. 南宁：广西大学.]

YANG XQ, 2008. Physiological response to lead stress and phytoremediation of lead contaminated soil by *Impatiens balsamina* L. and *Tegetes eresta* L.[D]. Changsha: Hunan Agricultural University. [杨小琴，2008. 凤仙花和万寿菊对铅胁迫的生理响应及其对铅污

染土壤的修复[D]. 长沙：湖南农业大学.]

ZHANG J, SHU WS, 2006. Mechanisms of Cd resistance in plants[J]. J Plant Physiol Mol Biol, 32(1): 1-8. [张军，束文圣，2006. 植物对重金属镉的耐受机制[J]. 植物生理与分子生物学学报，32（1）：1-8.]

ZHANG MM, 2020. Screening of Cadmium-resistant endophytic bacteria in *Tagetes patula* and study on its interaction with cadmium[D]. Jinan: Shandong University. [张萌萌. 孔雀草镉抗性内生细菌的筛选及其与镉作用特性的研究[D]. 济南：山东大学：2020.]

ZHONG XM, YU Y, LU SF, et al., 2016. Evaluation of heavy metal contamination in soils in mining-intensive areas of Nandan, Guangxi[J]. J Agric Environ Sci, 35(9): 1694-1702. [钟雪梅，于洋，陆素芬，等，2016. 金属矿业密集区广西南丹土壤重金属含量特征研究[J]. 农业环境科学学报，35（9）：1694-1702.]

ZHOU WH, ZHANG JJ, ZOU MM, et al., 2017. The detection and monitoring of available heavy metal content in soil: a review[J]. Chin J Eco Agric, 25(4): 605-615. [周卫红，张静静，邹萌萌，等，2017. 土壤重金属有效态含量检测与监测现状，问题及展望[J]. 中国生态农业学报，25（4）：605-615.]

ZHOU X, LIN QC, LI YJ, et al., 2012. Study on remedial capability of heavy metal-contaminated soil by ornamental plants[J]. Anhui Agric Sci, 40(14): 8133-8135. [周霞，林庆昶，李拥军，等，2012. 花卉植物对重金属污染土壤修复能力的研究[J]. 安徽农业科学，40（14）：8133-8135.]

ZHOU YZ, SONG SQ, ZHANG CB, et al., 2005. Water environmental geochemical response of rivers to mines and mining activity-a case study of the Diaojiang River drainage system[J]. Geol Bull Chin, 24(Z1): 940-944. [周永章，宋书巧，张澄博，等，2005. 河流对矿山及矿山开发的水环境地球化学响应-以广西刁江水系为例[J]. 地质通报，24（Z1）：940-944.]